



institut du développement durable et des relations internationales – 6, rue du Général Clergerie – 75116 Paris – France – Tél. : 01 53 70 22 35 – iddri@iddri.org – www.iddri.org

idées
POUR LE DÉBAT

N° 01/2002 | RESSOURCES NATURELLES

(ex-Les séminaires de l'Iddri n° 1)

Pour une protection efficace et équitable de la biodiversité

Charles Perrings (University of York, Royaume Uni)

Madhav Gadgil (Institute of Science, Bangalore, Inde)

Ce document est la
traduction (par Anya
Cockle-Bétian) de la com-
munication présentée par

Charles Perrings lors de la
conférence qu'il a donnée,
le 11 avril 2002 à Paris,
dans le cadre du séminaire

Economie de l'environ-
nement et développement
durable, co-organisé par
l'Iddri et le MEDD.

Tous droits réservés.

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

Les séminaires de l'Iddri, n° 1

Pour une protection efficace et équitable de la biodiversité

Charles Perrings

University of York, Royaume-Uni

Madhav Gadgil

Institute of Science, Bangalore, Inde

*Conférence de Charles Perrings
donnée dans le cadre du séminaire
Economie de l'environnement et du développement durable,
coorganisé par l'Iddri et le Medd, Paris, 11 avril 2002.*

© Iddri, 2002.

Titre original :

*Sustainable and equitable use of biodiversity:
protecting the global and local public good.*

Traduction : Anya Cockle-Bétian

Mise en pages : Ulys communication, Montpellier.

Diffusion : 6, rue du Général Clergerie – 75116 Paris – France
Téléphone : 01 53 70 22 35 – iddri@cirad.fr – www.iddri.org

Sommaire

Avant propos	5
Abstract	9
Résumé	11
Introduction	13
La biodiversité, un bien public	17
La valeur du bien public	22
La biodiversité et le commerce international	28
L'utilisation durable et équitable de la biodiversité	30
Les stratégies des aires protégées	34
Créer des marchés des services globaux	35
Les réformes institutionnelles	36
Les comités de gestion	36
Notes	39
Bibliographie	43

Avant-propos

Les débats autour de la conservation de la biodiversité souffrent aujourd'hui de la complexité de leur objet.

L'identification et la reconnaissance du problème, c'est-à-dire l'érosion de la biodiversité, la disparition d'un nombre important d'espèces à un rythme rapide et la disparition conjointe des écosystèmes qui abritent ces espèces, rencontrent un large consensus. Mais des controverses subsistent sur plusieurs points.

Le premier point porte sur la valeur d'existence octroyée aux espèces en danger. La disparition des espèces est un phénomène historique. La période récente se caractérise par l'accélération de celle-ci et par une extinction de masse due à la disparition des écosystèmes. Faut-il conserver et que faut-il conserver ? L'humanité a-t-elle besoin de ces ressources dont on ne connaît parfois ni l'importance ni la valeur d'usage ? Les « utilitaristes » interrogent les politiques de conservation et contestent la vision alarmiste des « conservationnistes ».

Le second point de controverse porte sur les instruments économiques créant les incitations pour conserver la biodiversité. Les questions sur la valeur de la biodiversité et de ses composantes se reportent sur la définition des

coûts et des bénéfices liés à l'usage et à la conservation, tant privés que sociaux.

La contribution de Charles Perrings et Madhav Gadgil éclaire ces deux controverses en prenant le problème de la biodiversité sous l'angle de bien public local et global. Ces deux composantes du bien public que représente la biodiversité sont souvent confondues ou l'une des deux est ignorée. C'est cette confusion, ou cette simplification, qui rend le débat sur la biodiversité obscur et surtout qui empêche d'élaborer des solutions à la fois équitables et efficaces.

En analysant le caractère local du bien public, les auteurs mettent l'accent sur la valeur de la préservation des écosystèmes pour les usagers locaux, valeur qui se mesure aux services rendus dont la jouissance est immédiate (plantes médicinales) ou étalée dans le temps (protection de bassins hydrographiques, pollinisation, stabilisation des microclimats). En pratique, les stratégies de conservation se fondent sur la valeur de ces services. Cette valeur du bien public local de la biodiversité peut être mesurée au moins en partie. L'analyse de différents cas révèle cependant que, sauf exception, elle est toujours inférieure à la valeur des mêmes espaces utilisés pour d'autres usages. Dans le cas des forêts naturelles par exemple, la conversion vers l'agriculture ou l'élevage fournit toujours une valeur d'usage plus élevée, en tenant compte du fait que n'est estimée ni la valeur globale des services (stockage de carbone), ni la valeur locale des services qui ne sont pas appropriables (protection contre l'érosion).

Sur le premier point de la controverse – faut-il conserver la biodiversité ? l'analyse présentée ici montre que la réponse est fonction des perceptions de l'usage et des services de la biodiversité et que ces perceptions peuvent être divergentes. Les choix en faveur de la protection des espèces et des écosystèmes sont fonction des bénéfices que différents usagers peuvent en tirer. Les consentements à payer, lorsqu'ils sont observables, divergent d'ailleurs fortement. La question du choix devient dès lors celle du poids relatif des différents usagers dans la décision ou des compensations que ces derniers sont prêts à verser notamment à ceux pour qui le coût de la conservation excède les

bénéfices espérés. C'est bien cette compensation qui est au cœur des débats Nord-Sud sur la conservation de la biodiversité.

Ces débats peinent à trouver une base objective et les progrès de la Convention sur la diversité biologique s'en ressentent. Les négociations sur le partage des avantages et la répartition des bénéfices, point difficile de la convention, achoppent sur les estimations divergentes des pays développés et des pays en développement. Les pays développés estiment que les bénéfices à attendre de l'exploitation de la biodiversité sont très faibles et qu'il n'y a donc pas lieu de modifier les systèmes de droit de propriété existants pour reconnaître les droits des pays détenteurs des ressources. Les pays en développement voudraient s'assurer d'un juste retour des bénéfices potentiels et souhaitent des modifications des droits de propriété intellectuelle dans ce sens.

L'analyse de Perrings et Gadgil ne permet pas de trancher cette controverse, mais elle montre qu'il serait possible de rapprocher ces estimations divergentes en organisant des mécanismes de marché à différentes échelles. En essayant de différencier les composantes de la biodiversité par des mécanismes spécifiques pour chaque type de service, il serait possible d'obtenir une approximation de leur valeur. Cela permettrait sûrement de montrer que la valeur des services de la biodiversité est sous-estimée et que les revendications des pays en développement sont pour partie fondées. Cela montrerait surtout que pour avoir une chance d'être efficace, il faut rapprocher ces mécanismes de répartition des usagers directs et de ceux qui assurent la conservation. La démonstration est encore plus vraie s'agissant de la biodiversité comme bien public mondial.

En l'absence de mécanismes correctifs et de création de marchés des services globaux, la conservation de la biodiversité est impossible dans la plupart des cas.

La création de tels marchés a été tentée avec des mécanismes d'investissement ou l'établissement de contrats d'exploitation de certains écosystèmes (contrat Merck au Costa Rica), mais elle rencontre de nombreuses limites. L'hétérogénéité des services de la biodiversité rend difficile

la création de marchés. L'analyse de Perrings et Gadgil invite à pousser le plus loin possible cette tentative même si, *in fine*, il faut reconnaître que c'est par la négociation et la mise en place d'une gestion collective que des solutions concrètes peuvent exister. Ici, l'analyse économique propose des méthodes pour rapprocher les estimations et trouver une base de départ pour un compromis négocié.

Abstract

Biodiversity conservation has both local and global dimensions. Effective biodiversity conservation requires that we understand the linkages between the local and global dimensions of biodiversity conservation. This is an ecological economic problem.

Global conservation effort during the last decade has concentrated on preserving endangered, rare species by preserving habitat in the world's remaining refugia. More recently biodiversity research and policy has shifted from the preservation of endangered species in natural refugia towards the conservation of species in managed systems. This reflects research that has shown how conservation of species threatened with local exclusion protects an important local public good: the capacity of the local system to deliver particular ecological services over a range of environmental and market conditions. Because biodiversity conservation is a public good the free operation of the market will not result in enough conservation –it will be “under-supplied”.

At the global level, although a country's conservation effort might yield global benefits, there are few international markets or institutions to enable the country to cap-

ture the global value of its conservation effort. Reform of the international governance structure needs to address this problem.

The paper discusses some of the options. Since protection of the local biodiversity needed to underpin productive activities in local managed ecosystems provides global benefits, it warrants investment just as much as the protection of refugia. This is going to need the widening and deepening of international markets in biodiversity services. Locally, the aim should be to develop patterns of protection that yield privately locally capturable benefits, whilst delivering global public benefits. This implies an extensive network of locally managed, small, decentralised protected areas adjacent to agricultural and forest land or to fishing grounds. Governance structures should ensure that the local providers of global public goods are compensated for the benefits they offer to the international community. Globally, what is required is an organisation that has the capacity to create markets in international environmental externalities, but that also has the resources to invest in global public goods. This would seem to be a natural extension of the Global Environment Facility.

Résumé

La conservation de la biodiversité possède une dimension locale et une dimension planétaire. Pour qu'elle soit efficace, il est nécessaire de bien comprendre les liens entre ces deux échelles spatiales. Il s'agit d'un problème économique d'ordre écologique.

Au cours de la dernière décennie, les efforts de conservation entrepris dans le monde ont privilégié la préservation d'espèces rares et menacées en sauvegardant des milieux naturels dans les derniers refuges de la planète. Plus récemment, la recherche et les politiques en matière de biodiversité ont quelque peu délaissé cette approche pour s'intéresser à la conservation des espèces menacées au sein de systèmes aménagés. Cette réorientation reflète les résultats de travaux qui ont mis en évidence que la conservation d'espèces localement menacées permet de protéger le bien public local qu'est la capacité du système local à dispenser des services écologiques dans différentes situations environnementales et de marché.

La conservation de la biodiversité étant un bien public, elle ne saurait être assurée par les forces libres du marché. A l'échelle mondiale toutefois, bien que les efforts de conservation consentis par un Etat puissent générer des

bénéfices à l'échelle mondiale, peu de marchés ou d'institutions internationaux permettent à cet Etat d'en tirer parti. Cette question doit être traitée en réformant les structures de gouvernance internationale.

Le présent article examine quelques-unes des options qui sont offertes. Nécessaire au maintien des activités de production dans les écosystèmes locaux aménagés et générant des bénéfices pour la planète, la protection de la biodiversité locale justifie l'investissement tout autant que la protection des refuges. Il est donc nécessaire d'élargir et d'approfondir les marchés internationaux de services dispensés par la biodiversité. Localement, l'objectif doit être de mettre au point des formes de protection produisant à la fois des bénéfices pour les populations locales et des bénéfices pour la planète. Cela suppose de mettre en place un vaste réseau de petits espaces protégés, décentralisés et aménagés localement, aux côtés des terres agricoles, des forêts ou des zones de pêche. Les structures de gouvernance devraient faire en sorte que les producteurs locaux de biens publics mondiaux reçoivent une contrepartie pour les bénéfices qu'ils apportent à la communauté internationale. Ce dont nous avons besoin à l'échelle mondiale, c'est d'une organisation qui puisse non seulement créer des marchés pour les externalités environnementales de portée internationale, mais qui dispose également de ressources pour investir dans les biens publics mondiaux. Cela s'inscrirait dans le prolongement naturel du Fonds pour l'environnement mondial (Fem).

Pour une protection efficace et équitable de la biodiversité

Introduction

La biodiversité – terme qui désigne les gènes, les espèces et les écosystèmes – a toujours pâti des pressions anthropiques, et tout particulièrement de l’augmentation de la consommation due à la croissance démographique. Au cours des dernières décennies, ces impacts se sont intensifiés à la suite du développement de la consommation par habitant et se sont étendus à l’ensemble de la planète, à la faveur de la mondialisation des marchés. L’extinction de certaines espèces constitue l’impact le plus dramatique. Dans les années 70 et 80, les scientifiques ont alerté l’opinion sur le rythme de disparition des espèces, messages qui ont annoncé la Convention sur la diversité biologique (CDB) de 1992. Dix ans plus tard, l’érosion de la biodiversité s’accélère. Les chercheurs commencent à percevoir que les extinctions à l’échelle de la planète ne constituent qu’une partie du problème. Des travaux de plus en plus nombreux montrent que la disparition des milieux et des espèces à l’échelle locale est tout aussi importante pour le bien-être de l’espèce humaine, ce qui conduit à réviser les stratégies centrées sur la mise en défens des refuges riches en espèces subsistant dans les régions tropicales.

D'un point de vue historique, les sociétés protègent la biodiversité sur l'espace qui leur procure des ressources (Gadgil, 1996). Ainsi, dans les sociétés de chasseurs-cueilleurs, d'agriculteurs itinérants ou d'« horticulteurs », la conservation, fondée sur le culte de la nature, était souvent localisée. Bois sacrés, bassins, cours d'eau étaient ainsi protégés. Ces zones étaient utilisées à des fins variées. Par exemple, le système des bois sacrés, ou *orans*, de l'Etat indien du Rajasthan subvenait en partie aux besoins en bois de feu et en fourrage des communautés environnantes, tout en protégeant la croissance des arbres (Gokhale *et al.*, 1998 ; Gadgil *et al.*, 1993)¹. Outre leur importance culturelle, spirituelle et pratique, les zones protégées ont fourni nourriture, matériaux combustibles et fibres, habitat aux espèces utiles comme les pollinisateurs, semences et autres matériels végétaux pouvant être multipliés. Bon nombre de ces espaces préservés avaient une fonction de réserve de nourriture, de combustibles et de fibres et n'étaient exploités qu'en cas d'extrême nécessité : ils représentaient le bas de laine de la société – composé d'actifs physiques plutôt que financiers. Ces zones mises en défens, généralement de petite dimension, couvraient le plus souvent une superficie de 1 à 10 hectares, dépassant rarement la centaine d'hectares (tableau 1).

Au fur et à mesure que les sociétés ont eu accès à des ressources plus éloignées, elles ont protégé des superficies plus étendues. Les sociétés agraires ont ainsi créé des réserves de chasse destinées à la noblesse, qui s'étendaient parfois sur plusieurs milliers d'hectares. Ces domaines fournissaient également fourrage, bois de feu et petit gibier aux petites gens. Les sociétés industrielles ont créé des parcs nationaux sur des centaines de kilomètres carrés, dans un premier temps pour satisfaire les loisirs d'une classe moyenne en expansion, puis, plus récemment, pour sauvegarder la biodiversité.

Aujourd'hui, les actions de conservation à l'échelle mondiale concernent essentiellement des grands parcs et des secteurs situés dans les « points chauds » de la biodiversité mondiale, ainsi que dans des foyers d'endémisme ; elles couvrent pour la plupart plusieurs milliers de kilomètres carrés. Cette politique s'appuie l'intérêt pour la planète de conserver la biodiversité en raison du capital génétique qu'elle renferme, et qui est qualifié de bien public mondial. Elle offre un double avantage. La grande taille des réserves permet des éco-

nomies d'échelle : en réduisant le périmètre enclos par rapport à la surface, le coût de protection par hectare baisse. En se concentrant sur les régions riches en espèces, le coût par espèce sauvegardée diminue.

Bien qu'ils soient réels, ces avantages ne prennent pas en compte que la biodiversité est un bien public à double facette. En effet, outre la sauvegarde du capital génétique planétaire, la conservation de la biodiversité prodigue quantité d'autres bénéfices – ce qui, par ailleurs, se traduit par des coûts s'ajoutant aux coûts directs de la protection. Plus particulièrement, elle offre des services écologiques aux popula-

Tableau 1. Estimation des taux d'extinction antérieurs à la CDB

Estimation des taux d'extinction	Perte globale par décennie (en %)	Méthodes d'estimation	Références
Un million d'espèces entre 1975 et 2000	4 %	Extrapolation à partir de la tendance antérieure en croissance exponentielle	Myers (1979)
15-20 % des espèces entre 1980 et 2000	8-11 %	Estimation de la courbe aire-espèces ; taux de disparition des forêts déduit des projections de Global 2000.	Lovejoy (1980)
12 % des espèces végétales dans la région néotropicale ; 15 % des espèces d'oiseaux dans le bassin amazonien.	Données non applicables	Courbe espèces ($z = 0.25$)	Simberloff (1986)
25 % des espèces entre 1985 et 2015	9 %	Perte de la moitié des espèces dans les zones susceptibles d'être déboisées avant 2015.	Raven (1988)
5-15 % des espèces forestières en 2020	2 - 5 %	Courbe aire-espèces ($0,15 < z < 0,35$) ; taux de disparition des forêts estimé à deux fois celui prévu pour 1980-1985.	Reid et Miller (1989)
0,2-0,3 % par an	2 - 3 %	Courbe aire-espèce (z petit) ; taux de disparition des forêts fixé à 1,8 % par an.	Ehrlich et Wilson (1991)

D'après le WCMC, 1992.

tions locales, ce qui a motivé les premières actions de conservation. Ces services sont d'autant plus nombreux que la zone protégée a un périmètre enclos étendu par rapport à sa surface et qu'elle est proche des activités utilisatrices. De ce fait, la conservation de la biodiversité comme bien public local suppose une échelle et une configuration différentes de celles des zones protégées : elle dépend moins de la richesse en espèces et du taux d'endémisme, mais elle est plus étroitement liée à la productivité et à la résilience des écosystèmes exploités et aménagés.

Toute stratégie visant à maximiser l'information génétique préservée par dollar dépensé compromet le bien public mondial si elle ne tient pas compte de son caractère local. En refusant de prendre en compte les intérêts, légitimes, des utilisateurs locaux des ressources, elle encourage la transgression des limites des réserves et induit ainsi une augmentation des coûts de protection. Par ailleurs, elle compromet la productivité d'écosystèmes qui dépendent de la sauvegarde des biens publics locaux. En effet, la conservation de la biodiversité au sein des systèmes agricoles suppose que soit préservé une diversité inter-spécifique et intraspécifique suffisante pour garantir la productivité du système. Cela met souvent en jeu des services relativement localisés : la gestion du cycle de l'eau, y compris la limitation des crues et la production d'eau potable, l'auto-épuration, le recyclage des éléments nutritifs, la conservation et la régénération des sols, la pollinisation des plantes cultivées, etc. La biodiversité améliore le potentiel du système à fournir ces services, et ce, dans des conditions environnementales très différentes. Dans ce contexte, le terme « local » signifie que les biens publics sont situés à proximité et que les conséquences d'une perte de biodiversité sont limitées dans l'espace, cet espace pouvant varier d'un point localisé jusqu'à recouvrir un ou plusieurs Etats.

Nous verrons dans ce chapitre que, pour être optimale, la stratégie doit prendre en considération à la fois le caractère mondial et le caractère local du bien public généré par la conservation de la biodiversité. Nous mettrons l'accent sur la différence entre la conservation de la biodiversité en tant que bien public local et en tant que bien public mondial, et sur les conséquences en matière d'incitation à différentes échelles. Nous analyserons en particulier les divergences

d'intérêt des communautés nationales et internationales pour la conservation de la biodiversité locale et nous en tirerons les enseignements en matière de stratégie de protection, de mécanismes financiers, de développement des marchés et de réforme des institutions.

La biodiversité, un bien public

La notion de perte de biodiversité recouvre deux phénomènes bien distincts. Le premier est la perte irréversible d'information génétique due à l'extinction des espèces. En préservant les espèces menacées de disparition à l'échelle planétaire, on protège ce que l'on peut nommer un bien public mondial et intergénérationnel : le capital génétique mondial (Sandler, 1999), c'est-à-dire l'information génétique fournie par les espèces, celle qui est déjà connue et celle qui pourrait apparaître dans le futur à la suite de l'évolution génotypique. Le second phénomène est l'exclusion ou la suppression de populations au sein d'écosystèmes aménagés – les espèces concernées pouvant ou non être menacées de disparition. Ici encore, il y a un bien public en jeu – et même plusieurs –, mais il s'agit de biens publics locaux.

Que ce soit sur le plan local ou mondial, le caractère de bien public propre à la conservation de la biodiversité laisse supposer que, si elle est confiée au seul marché, l'effort, même s'il existe, ne sera pas suffisant. La conservation de la biodiversité est un bien public impur : d'une part, il produit des bénéfices pouvant être utilisés à l'échelle locale ou nationale et, d'autre part, une série de bénéfices non exclusifs et non concurrents pour une communauté plus étendue. En l'absence de coopération, l'effort de conservation sera déterminé par la valeur que chaque individu peut en retirer.

Plus particulièrement, supposons que V^i représente le bien-être de la i^{e} de n communautés, bien-être dont nous dirons qu'il dépend de la consommation d'une série de biens marchands, x^i , et d'un bien public mondial, la conservation de la biodiversité, $Y = y^1, y^2, \dots, y^n$. Si la communauté comporte m membres, l'allocation optimale de ressources

en faveur de la conservation par cette communauté passe par la résolution d'un problème de biens publics dans lequel $V^i = V^i(U_1^i, \dots, U_m^i)$ et $U_j^i = U_j^i(x, y_j^i, y_1^i, \dots, y_m^i)$ pour tout $j = 1, \dots, m$.

Chacun des m membres de la communauté locale est incité par le système à tirer parti gratuitement des efforts de conservation consentis par les autres membres et à ne pas se soucier du bénéfice que ses propres efforts de conservation pourraient leur apporter². Le raisonnement est similaire à l'échelle mondiale : chacun des n membres de la communauté mondiale est incité à profiter gratuitement des efforts de conservation des autres et à ne pas prendre en compte les bénéfices que leurs propres efforts de conservation pourraient procurer aux autres membres de cette communauté. La portée de ce problème de « passer clandestin » dépend de la nature de l'offre de biens publics (Sandler, 1997)³.

A l'échelle mondiale, l'investissement insuffisant dans la conservation de la biodiversité a produit ce que les chercheurs appellent une extinction de masse, bien que le nombre exact d'espèces en voie de disparition reste sujet à débat. Il est généralement admis que la cause première et immédiate des extinctions est la dégradation de l'habitat. Aussi les extinctions se mesurent-elles le plus souvent sur la base d'estimations de la destruction des forêts naturelles (tableau 1). Selon ces estimations, le rythme des disparitions d'espèces est au plus haut dans les pays à faible revenu. Dans ces pays, les extinctions concernant la planète résultent de décisions locales relatives à l'utilisation des terres.

Autre effet secondaire de ces décisions, la perte de biens et de services écologiques, importants sur le plan local, diminue la capacité de production du système local. Outre la nourriture, le combustible, les fibres et les substances médicinales qui peuvent être extraits de « l'arrière-pays écologique des systèmes productifs », en subissent également les conséquences des services comme la protection des bassins hydrographiques et l'atténuation des crues et des sécheresses, l'autoépuration, la détoxification et la décomposition, la stabilisation des microclimats, la purification de l'air et de l'eau, la formation et la régénération des sols et

de leur fertilité, la pollinisation des plantes cultivées et des autres végétaux, la régulation des ravageurs des productions agricoles, la dissémination des graines et le transport des éléments nutritifs (Daily, 1997). Ces services sont assurés à différentes échelles de temps et d'espace (tableau 2).

Quand le mode d'utilisation des terres est modifié, cela a des incidences sur la biodiversité, à la fois au sein du système

Tableau 2. Les fonctions de l'écosystème et leurs utilisations

Les fonctions de régulation	Subvenir aux besoins des activités économiques et du bien-être humain par : - la protection contre les influences cosmiques nocives, - la régulation du climat, - la protection des bassins hydrographiques, - la prévention de l'érosion et la préservation des sols, - le stockage et le recyclage des déchets humains et industriels, - le stockage et le recyclage de la matière organique et des minéraux, - le maintien de la diversité biologique et génétique, - la lutte biologique, - la mise à disposition d'habitats pour les migrateurs, l'élevage des jeunes et l'alimentation.
Les fonctions de production	Fournir les ressources de base telles que : - l'oxygène, - la nourriture, l'eau de boisson, - l'eau à usage industriel, domestique, etc., - les vêtements et les tissus, - les matériaux de construction et de transformation, - l'énergie et le combustible, - les minéraux, - les ressources médicinales, - les ressources biochimiques, - les ressources génétiques, - les ressources ornementales.
Les fonctions d'accueil	Mettre à disposition l'espace et le substrat nécessaires : - aux habitations, - à l'agriculture, la sylviculture, la pêche, l'aquaculture, - à l'industrie, - aux projets techniques tels que les barrages et les routes, - aux loisirs, - à la conservation de la nature.
Les fonctions d'information	Offrir des bénéfices esthétiques, culturels et scientifiques par : - l'information esthétique, - l'information spirituelle et religieuse, - l'inspiration culturelle et artistique, - l'information pédagogique et scientifique, - l'information potentielle

D'après Heywood, 1995.

aménagé lui-même et dans son arrière-pays écologique. Dans le cas des agroécosystèmes, la sélection des végétaux et des animaux a réduit l'assise génétique de l'agriculture au point que plus de 90 % de la nourriture mondiale ne provient plus que de onze espèces, à savoir : le blé, le riz, le maïs, l'avoine, la tomate, la pomme de terre, la vache, le mouton, le porc, le poulet et le canard. De plus, chacune de ces espèces a vu sa diversité génétique intraspécifique considérablement appauvrie. Ainsi l'adoption de cultivars de riz à haut rendement s'est-elle traduite par l'abandon de variétés traditionnelles, qui avaient été sélectionnées pendant des milliers d'années, pour se plier aux exigences locales. En Inde, environ 75 % de la production actuelle provient de dix cultivars, alors que près de 30 000 variétés y étaient cultivées avant la révolution verte, sans que l'une domine les autres. Une telle concentration de la production sur un petit nombre de cultivars s'observe également au Sri Lanka, au Bangladesh et en Indonésie (Cervigni, 2001).

En conséquence, les agroécosystèmes locaux sont devenus plus vulnérables aux chocs et aux variations des conditions environnementales. L'adoption de plantes cultivées génétiquement peu diversifiées permet certes d'accroître les rendements moyens mais tend également à amplifier la variabilité des rendements (Conway, 1993). Le bien public mis en jeu par la simplification des agroécosystèmes est la capacité de ceux-ci à maintenir la productivité dans des conditions variées. Des estimations portant sur la relation entre la diversité génétique des cultures, les systèmes arables et la variabilité des revenus d'exploitation, dans les pays développés (Gatto, 2001) et dans les pays en développement (Prakash et Pearce, 2001), confirment que la perte de diversité génétique des plantes cultivées accroît la variabilité des revenus agricoles.

Le coût de la perte des variétés locales ou des espèces sauvages apparentées peut être estimé à l'échelle mondiale. Il correspond à la possibilité perdue de tirer parti de leur matériel génétique pour améliorer des plantes cultivées dans le monde entier, en y introduisant des caractères intéressants. La plupart des variétés de plantes cultivées et des races d'animaux domestiques contiennent déjà du matériel génétique provenant de souches locales, traditionnelles ou

sauvages apparentées. Il a ainsi été estimé que la moitié au moins de l'accroissement de la productivité agricole réalisé au cours du dernier siècle peut être directement attribuée à la sélection artificielle, aux recombinaisons et aux techniques d'échange génique intraspécifique. Ainsi des haricots mexicains ont-ils servi à accroître la résistance à la bruche brésilienne, qui détruit ou endommage jusqu'à 25 % des haricots en Afrique et jusqu'à 15 % en Amérique du Sud. De même, des variétés traditionnelles de blé originaires de Turquie ont été utilisées pour renforcer la résistance génétique à quantité de maladies ; des variétés locales indiennes ont été mises à profit pour accroître la résistance du riz au virus du rabougrissement herbacé ; et de l'orge éthiopien a été employé dans la lutte contre le virus de la jaunisse nanisante en Californie (Heywood, 1995). La disparition de variétés locales et traditionnelles présente de ce fait, au moins potentiellement, un coût élevé sur le plan mondial.

Il en résulte que conserver la biodiversité locale produit un bien public à des échelles spatiales et temporelles multiples. Celles-ci dépendent de la nature des services écologiques produits et sont déterminées par leur dispersion dans l'espace et dans le temps. La conservation d'un ensemble d'espèces peut ainsi bénéficier à plusieurs biens publics, à différentes échelles. Il reste, bien entendu, que pour obtenir un bien public particulier, il est nécessaire de conserver un ensemble d'espèces bien défini : les espèces pollinisatrices sont différentes de celles qui recyclent les éléments nutritifs et de celles qui participent à la stabilisation des sols. Dans la plupart des cas, les sociétés se désintéressent des efforts de conservation consentis par les autres sociétés simplement parce qu'elles n'ont pas accès aux bénéfices qui en sont retirés. De fait, l'intérêt que manifestent différentes sociétés à l'égard de la diversité des espèces peut être conflictuel. L'écotouriste, le chasseur sportif et l'écologiste des pays du Nord sont classiquement intéressés par des espèces et par un régime de sauvegarde différents de ceux auxquels sont attachés les cultivateurs et éleveurs des pays du Sud. Néanmoins, lorsque les efforts de conservation locaux produisent des externalités positives utilisables par d'autres, ces effets doivent être pris en compte dans l'effort de conservation à l'échelle planétaire.

La valeur du bien public

La perte de biodiversité est essentiellement due au fait que les marchés des aliments et des fibres qui régissent l'allocation des ressources dans les domaines agricole, forestier et halieutique omettent souvent de prendre en compte les coûts qu'entraînent, pour la société, la reconversion des terrains privés et la spécialisation agricole. Jusqu'à présent, les ressources biologiques des forêts tropicales exploitées ont ainsi été évaluées en se basant sur les marchés du bois et autres produits forestiers, et sur ceux régissant les activités forestières, telles que la chasse, la pêche, les loisirs et le tourisme. Mais la production de biens publics mondiaux (fixation du carbone) ou locaux (protection de bassins hydrographiques, mise à disposition de milieux naturels, recyclage des éléments nutritifs) n'a pas été pris en considération. Des marchés internationaux commencent à se créer pour certains de ces biens publics ; et ils feront l'objet de la prochaine section. Mais considérons tout d'abord la nature et la répartition des bénéfices issus de la conservation de la biodiversité.

La valeur d'une espèce dérive de la valeur des biens et des services qu'elle fournit. La valeur d'un ensemble d'espèces – ou biodiversité – se comprend d'une manière similaire. La biodiversité est utilisée pour produire des biens et des services dans des conditions environnementales très variées. En termes écologiques, elle augmente la résilience des écosystèmes produisant des biens et des services – ils sont ainsi capables de retrouver leur productivité initiale après une perturbation (Holling, 1973 ; Common et Perrings, 1992 ; Levin *et al.*, 1998). En termes économiques, la biodiversité peut être considérée comme un portefeuille d'actifs, et l'effort de conservation communautaire comme une manière d'investir dans ce portefeuille (Perrings *et al.*, 1992 ; Swanson, 1992 ; Perrings, 1995). L'effort de conservation d'une communauté – c'est-à-dire l'investissement dans la biodiversité – dépendra à la fois du rendement moyen du portefeuille et de la covariance des rendements. Selon le modèle d'évaluation des actifs financiers, les investisseurs ne seront récompensés par le marché pour des risques qui ne peuvent être répartis qu'en détenant un portefeuille d'actifs performant. Si

les espèces réagissent différemment aux variations de l'environnement, restreindre la diversité des espèces incluses dans le portefeuille d'une communauté accroît le risque pour cette communauté. Une diversité réduite stimule la productivité (au moins à court terme), mais multiplie les risques. À l'inverse, si une plus grande diversité limite le risque, le rendement moyen peut être moins élevé. C'est l'attitude de la communauté vis-à-vis de la prise de risque⁴ qui déterminera l'importance qu'elle accordera aux effets de la biodiversité sur la variabilité des rendements.

Jusqu'à présent, la majeure partie des études sur la valeur de la biodiversité ont porté sur certains biens privés provenant d'écosystèmes naturels, en particulier le bois et les autres productions forestières. Le tableau 3, extrait de l'inventaire mondial de la biodiversité de Heywood (1995), estime la valeur annuelle à l'hectare des biens extraits des systèmes forestiers tropicaux, principalement par des utilisateurs locaux. Il en ressort deux observations. Tout d'abord, la valeur des terres forestières tropicales exploitées localement pour le bois et d'autres produits correspond à la valeur utilisable localement des terres qui sont possédées collectivement ou librement accessibles. Cette valeur est inférieure à celle à laquelle la même terre pourrait prétendre si elle était reconvertie pour un autre usage, par exemple le tourisme. Une étude de la Banque mondiale portant sur le Parc national de Mantadia à Madagascar a mis en évidence que la valeur de la mise en place du parc aux yeux des touristes était plus de trois fois supérieure à celle estimée par la population locale (Munasinghe, 1993 ; Kramer *et al.*, 1994). Ces estimations ont été établies par la méthode de l'évaluation contingente, c'est-à-dire en se fondant sur le montant que les personnes interrogées sont prêtes à payer pour les ressources en question. Elles reflètent donc les disparités significatives de revenu qui existent entre les habitants de la région et les touristes étrangers. Cependant, même si l'on prend en considération le coût d'opportunité local de sauvegarder la forêt, le résultat reste inchangé. La valeur localement utile des terres forestières tropicales demeure inférieure à la valeur de ces mêmes terres si elles étaient utilisées pour l'agriculture ou l'élevage local. C'est la raison pour laquelle les forêts tropicales sont actuellement reconverties pour d'autres usages.

Tableau 3. Valeur des milieux forestiers tropicaux selon leur utilisation directe

Situation géographique	Valeur (US\$/ha/an)	Observations
Venezuela	0,75	Exploitation expérimentale de la population de caïman.
Parc national de Korup, Cameroun	1,06	Valeur actuelle nette du montant brut des bénéfices non perçus de la chasse : 2,7 US\$ au taux d'actualisation de 5 % ; superficie : 126 000 ha ; les activités de chasse sont considérées non viables.
Sanctuaire de Mudumalai, Inde du Sud	3	0,02 éléphant/ha à 1 500 US\$ par tête (coût de la domestication et du dressage non compris). Le prix est celui d'un animal domestiqué. Taux d'actualisation de 10 %.
Forêt d'Ituri, Zaïre	0,50 – 3,18	318 kg de gibier par km ² de forêt primaire et 50 kg/km ² de forêt climacique, à 1 US\$/kg. Cette estimation ne tient pas compte des coûts. Le prix correspond à une viande de luxe.
Amazonie brésilienne	4,80	Cette estimation correspond au produit brut par hectare et par an ; flore uniquement.
Sarawak, Malaisie	8	Evaluation des espèces sauvages présentes sur un kilomètre carré.
Réserve de la biosphère maya, Guatemala	10	550 000 hectares produisent environ 5,5 millions US\$/an en exportations de gomme chicle, de palmiers <i>Chamaedorea</i> et de piments de la Jamaïque ; valeur brute.
Amazonie occidentale	5 – 16	Valeur brute variable en fonction de la superficie de la zone d'extraction, entre 150 et 300 ha.
Parc national de la Rivière Cross, Nigeria	16,50	Revenu annuel issu de la chasse, de la cueillette, du piégeage : 826 naira/personne soit 108 US\$; population : 38 300 ; superficie : 250 000 ha. Valeur brute.
Iquitos, Pérou	16 – 22	Sur la base de certains extraits des agendas des villageois.
Iquitos, Pérou	20	Valeur potentielle d'environ six espèces productrices de latex ou de fruits.

Situation géographique	Valeur (US\$/ha/an)	Observations
Hantana, Sri Lanka	50	Etude sur 50 foyers choisis au hasard dans trois villages ; méthode de l'évaluation contingente et étude des coûts d'opportunité ; l'estimation ne prend pas en compte les coûts liés à l'extraction.
Kalimantan, Indonésie	53	Comprend les amandes, le charbon de bois et le tourteau du palmier babassu. Il n'est pas certain si ces revenus sont nets ou bruts.
Ile de Combu, sur la Guama, Brésil	79	3 171 US\$/an/famille ; 5 familles en moyenne entre 1984 et 1988. L'estimation correspond à la valeur brute et ne comprend que le cacao semi-domestiqué, le palmier pinot et l'hévéa. On considère que chaque famille exploite 40 ha de forêt.
Tamil Nadu, Inde	80	Matériaux combustibles et fourrage.
Brésil	97	Valeur des noix du Brésil uniquement (US\$/ha) ; prix à la collecte : 97 ; prix à l'exportation : 176 ; prix de vente au détail : 1 059.
Parà, Brésil	110	Valeur après éclaircie sélective des espèces concurrentes et élagage des palmiers pinot.
Veracruz, Mexique	116	L'estimation ne tient pas compte de l'exploitation du petit bois d'œuvre et du café.
Inde	117 – 144	Bénéfices bruts ; comprend les fruits, les plantes condimentaires et les plantes médicinales.
Belize	36 - 166	Plantes médicinales ; taux d'actualisation de 5 %.

D'après Heywood, 1995.

Seconde observation, estimer les terrains forestiers en fonction du revenu que les particuliers peuvent tirer des produits qui en sont extraits ne constitue qu'une approximation grossière de la valeur de la conservation de la biodiversité en tant que bien public local. Les services écologiques qui dépendent d'un ensemble d'espèces n'ont pas de valeur marchande. Quelles implications aura alors la réorientation de l'utilisation des terres à des fins de services écologiques ?

En principe, l'évaluation de la conservation de biens publics locaux exige la spécification d'une « fonction de production » décrivant les liens existant entre les espèces préservées et les services écologiques pertinents (Mäler, 1974 ; Smith, 1991)⁵. Dans la pratique cependant, assez peu de travaux s'appuient sur la détermination de la relation fonctionnelle qui unit les espèces et la prestation de services écologiques⁶.

A l'exception de la fixation du carbone, processus indépendant de la diversité des espèces (Pearce et Moran, 1994 ; Brown et Pearce, 1994 ; Fankhauser, 1995 ; Pearce, 1998), peu d'études ont porté sur la valeur d'un bien public mondial produit par la conservation de la biodiversité. Il n'existe aucune estimation fiable de l'incidence des extinctions sur cette valeur. Cependant, une limite inférieure peut être déduite du montant des fonds accordés par le Fem pour la conservation de la biodiversité à l'échelle mondiale. Le Fem finance les efforts de conservation nationaux que les bénéfices locaux ne parviendraient pas seuls à motiver, mais qui pourraient se révéler justifiés pour les bénéfices apportés à l'échelle mondiale. En principe, le montant des subventions est fondé sur le coût incrémental de la conservation de la biodiversité, c'est-à-dire sur le coût supplémentaire supporté par un Etat lors de l'application d'une action dans le but de s'acquitter d'un engagement conventionnel, moins le coût net que tout pays aurait accepté de payer pour cette action.

Au cours des huit premières années d'existence du Fem, l'affectation des fonds a reflété les priorités en termes de nature des écosystèmes et de type d'effort de conservation (tableau 4).

Les aides financières ont été en majorité attribuées à la conservation des milieux forestiers (40,4 %), puis à celle des systèmes côtiers, marins et d'eau douce (16,8 %), suivie de celle des habitats montagnards (6,3 %). Près des deux tiers des subventions du Fem ont ainsi été ciblées pour la conservation de la biodiversité au sein d'écosystèmes « naturels » – par opposition aux écosystèmes « aménagés », – tout particulièrement dans les centres d'endémisme. En outre, plus d'un cinquième de ces aides a été alloué à des interventions d'urgence. Cette orientation reflète l'opinion – discutée plus haut – selon laquelle le bien public mondial se trouve dans le sauvetage *in extremis* d'espèces en voie de disparition dans les prétendus « points chauds ». Le montant des financements (tableau 4) totalisant entre 90 et 100 millions de dollars par an – reste peu important au regard des bénéfices que la planète peut tirer des actions pour limiter l'extinction des espèces (Pearce *et al.*, 1999). Ces chiffres permettent néanmoins de mesurer l'engagement collectif minimal consenti à l'égard du coût incrémental de projets locaux de conservation qui peuvent apporter des bénéfices à la planète. Par ailleurs, ils reflètent également l'engagement des pays riches en faveur de la conservation de la biodiversité dans les pays plus défavorisés.

Tableau 4. Affectation des aides du Fem, en faveur de la biodiversité entre 1990 et 1998 (en millions de dollars US).

Types de décaissement	Phase pilote (1990-93)	Phase restructurée (1994-98)	Totaux	(%)
Spécialisés par type d'écosystème				
Arides et semi-arides	29,6	51,8	81,4	5,1
Côtiers, marins et dulçaquicoles	57,1	72,1	129,1	16,8
Forestiers	107,3	202,6	309,9	40,4
Montagnards	18,3	29,9	48,2	6,3
Généraux et institutionnels				
Subventions d'habilitation	14,0	25,2	39,2	5,1
Interventions d'urgence	107,9	51,3	159,2	20,8
Totaux	334,2	432,9	767,1	100

D'après Pearce et al., 1999.

La biodiversité et le commerce international

La persistance d'externalités transfrontières de la biodiversité, tout comme celle d'autres externalités environnementales, est étroitement liée à la structure des marchés internationaux et des règles du commerce international. Contrairement à ce qui s'observe dans le cas d'autres ressources naturelles, cependant, le commerce des espèces biologiques est régi par un traité. La Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (Cites) est consacrée aux marchés internationaux des ressources biologiques (à distinguer des marchés des bénéfices internationaux générés par la conservation locale). Son rôle est de réduire l'incidence du commerce sur la survie d'espèces rares et menacées. Elle s'y attache en imposant des interdictions, telles que le moratoire international sur le commerce de l'ivoire ou celles concernant le bois de certaines espèces d'arbre en voie de disparition (Barbier *et al.*, 1994 ; Swanson, 1995)⁷.

L'argument qui plaide en faveur de restrictions commerciales, comme celles auxquelles a recours la Cites, est la réduction des standards environnementaux (*race to the bottom*) qui s'engagerait en l'absence de restrictions. Les entreprises chercheraient à tirer parti des avantages internationaux permis par le relâchement des réglementations du travail et de l'environnement, et les pays profiteraient du défaut de protection environnementale pour encourager les investissements étrangers (Wheeler, 2000). La biodiversité et les autres externalités écologiques ne sont donc pas dues à des défaillances de marché. Elles sont l'aboutissement de décisions stratégiques prises par les gouvernements et les entreprises qui recherchent un avantage comparatif.

Lorsque, pour attirer les investissements étrangers, protéger son agriculture ou son industrie, un Etat ne peut pas mettre en œuvre une politique commerciale en raison d'accords commerciaux, il peut être incité à se rabattre sur les politiques d'environnementales pour y parvenir. Plus particulièrement, il peut être poussé soit à autoriser le *dumping* écologique, en allégeant les dispositifs protégeant l'environnement, soit à s'appuyer sur des réglementations relatives à l'environnement comme une protection commerciale.

Dans la pratique, les données indiquant une telle « course vers le bas » sont hétérogènes. La délocalisation des industries polluantes des pays à revenu élevé vers les pays à faible revenu fait partie des raisons avancées pour expliquer l'évolution des indicateurs environnementaux relevée dans la littérature consacrée à la courbe de Kuznets pour l'environnement (Barbier, 1997 ; Cole *et al.* 1997). Cependant, d'après des études portant sur les effets incitatifs des réglementations en matière d'environnement, il semblerait que le coût de mise en œuvre de ces réglementations soit suffisamment faible par rapport au coût global pour qu'il n'influe pas sur les décisions de localisation (Jaffe *et al.*, 1995 ; Levinson, 1996). Selon Wheeler (2000), les effets de l'augmentation des revenus sur la protection de l'environnement dans les pays pauvres, de pair avec le renforcement progressif des populations locales affectées par les délocalisations, seront suffisants pour que la réduction des standards environnementaux soit évitée.

L'incidence du commerce sur l'environnement constitue en fait une des justifications admissibles pour mettre en place des restrictions commerciales en vertu de l'Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce (Gatt). Les exceptions admises, aux termes de l'article XX du Gatt et de l'Accord sur les mesures sanitaires et phytosanitaires (SPS), autorisent les Etats à prendre des mesures de restriction du commerce si leur but est de protéger la vie humaine, animale ou végétale. Les données concernant le recours à l'article XX et au SPS montrent que les pays pauvres ne recourent généralement pas à des mesures environnementales pour protéger le commerce. L'article XX comme le SPS ont tous deux été invoqués avec succès à de nombreuses reprises. Ainsi, entre 1995 et 1997, 724 mesures ont été signifiées en vertu du SPS, dont 55 % par des pays à revenu élevé, 42 % par des pays à revenu moyen et 2 % seulement par des pays à faible revenu.

En dépit de l'article XX et du SPS, il est admis que la question des effets du commerce sur l'environnement ne devrait pas être du ressort de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) (Bhagwati, 2000 ; Barrett, 2000), et des pressions de plus en plus grandes se font sentir en faveur de la mise sur pied d'un équivalent de l'OMC pour l'environnement – une organisation mondiale de l'environne-

ment telle que le WEO (World Environment Organization) de Whalley et Zissimos (2000) ou le GEO (Global Environment Organization) de Runge (2001). Il est intéressant de relever que le principal argument en faveur d'une telle organisation est qu'il n'existe aucun autre moyen efficace de régler la question des externalités environnementales de portée mondiale. Les solutions de rechange qui existent à ce jour, telles que les accords multilatéraux en matière d'environnement, ont été mises en œuvre au gré des circonstances et ont généralement omis d'aborder le problème crucial de l'indemnisation. Or, une organisation mondiale de l'environnement pourrait créer de nouveaux marchés internationaux pour les bénéfices environnementaux mondiaux dégagés par les efforts locaux de conservation. Les mises en œuvre conjointes, les contrats de bioprospection, les échanges dette contre nature et les droits de développement transférables constituent les prémisses de marchés mondiaux de bénéfices écologiques.

L'utilisation durable et équitable de la biodiversité

Au rythme actuel de la déforestation, les milieux forestiers tropicaux vont pratiquement disparaître au cours des cinquante prochaines années pour la simple raison que, pour les particuliers, les bénéfices de la conservation sont inférieurs au coût d'opportunité de la conversion (Panayotou, 1995). Nous avons vu que le rendement de la protection des forêts reste peu intéressant parce que les utilisateurs privés ne peuvent s'approprier qu'une partie des bénéfices générés par la conservation – du bois de feu et des produits forestiers non ligneux pour l'essentiel. Certains de ces bénéfices, tels que la préservation des sols et des ressources en eau, les effets microclimatiques et les fonctions de pollinisation, constituent des biens publics locaux disponibles pour l'ensemble de la communauté. D'autres, comme l'information génétique et la fixation du carbone, sont des biens publics universels, dont peuvent bénéficier des utilisateurs dispersés. Pour les individus, les seuls bénéfices de la conservation sont, en général, inférieurs au coût d'opportunité de la préservation des forêts

– c'est-à-dire aux bénéfices tirés de l'exploitation forestière, des activités agricoles ou d'élevage conduites sur le terrain forestier une fois reconverti.

Nous pensons que la conservation de la biodiversité passe par la résolution de deux problèmes. Le premier, lié aux biens publics locaux qui sont protégés par des actions locales, concerne les défaillances du marché local. Le second, lié aux biens publics mondiaux qui sont protégés à l'échelle mondiale, concerne les défaillances des marchés internationaux. Ces deux problèmes appellent la mise au point de mesures incitatives encourageant les décideurs à prendre en considération le coût intégral de leurs actions, la création d'institutions régulant l'accès aux ressources naturelles et l'instauration d'un mécanisme financier adéquat. La question des mesures incitatives comprend deux volets : le développement d'incitations adaptées à la conservation de la biodiversité, d'une part, et, d'autre part, la lutte contre des incitations qui auraient des effets pervers. Les incitations visant à protéger des biens publics locaux opèrent nécessairement à l'échelon local, où des millions de forestiers, agriculteurs, chasseurs, cueilleurs, pasteurs et pêcheurs utilisent chaque jour les ressources de l'environnement. Cela suppose de combiner incitations directes (taxes, subventions, indemnisations financières et droits d'utilisation) et indirectes (par le biais de politiques fiscales, sociales et environnementales), ainsi que des mesures de dissuasion (poursuites entraînant des amendes et autres sanctions). Les projets et les programmes de conservation de la biodiversité doivent également être accompagnés de mesures incitatives adéquates.

Sur le plan international, la question des incitations demande des institutions qui puissent permettre aux pays d'accueil de tirer parti de la valeur globale de la protection de la biodiversité à l'échelle nationale. C'est l'objectif vers lequel convergent la plupart des efforts concédés à l'heure actuelle (Pearce *et al.*, 1999). Des accords multilatéraux relatifs à l'environnement existent déjà dans ce domaine, notamment la CDB et l'Engagement international de la FAO, ainsi qu'un mécanisme financier, le Fem. D'autres institutions commencent à voir le jour telles que les mises en œuvre conjointes, les contrats de bioprospection, les outils d'intégration des externalités environnementales glo-

bales (*global overlays*), les fonds pour l'environnement ou les échanges dette contre nature. Bien que la CDB et l'Engagement international jouent tous deux un rôle déterminant pour développer de nouveaux organismes et mécanismes traitant de la biodiversité, les possibilités de réduire l'érosion de la biodiversité seront minimales si on se limite à négocier des coopérations au sein d'accords multilatéraux de ce type. Barrett (1994) arriva à la conclusion qu'un accord tel que la CDB pouvait au mieux parvenir à un résultat légèrement supérieur à celui prévu par l'équilibre non-coopératif de Nash. Pour que les actions de conservation puissent se multiplier, il est nécessaire d'accroître le rendement local des investissements dans la conservation de la biodiversité. Pour cela, des mécanismes reposant sur le marché sont requis afin d'exploiter les gains potentiels générés par le commerce au bénéfice de la conservation.

Jusqu'à présent, des mécanismes novateurs s'inspirant du marché se sont développés là où les bénéfices possibles étaient les plus élevés : élargissement et diversification des marchés des ressources biologiques prises individuellement. Un des exemples les plus notoires concerne les marchés des substances pharmaceutiques d'origine forestière. Les contrats de bioprospection établis entre des entreprises pharmaceutiques et des pays en développement, comme celui conclu entre Merck et Inbio au Costa Rica, ont reçu une publicité considérable. Ils tentent de mobiliser l'investissement dans la conservation de la biodiversité en donnant accès aux ressources génétiques, protégées par l'application de la propriété intellectuelle aux « découvertes » génétiques (Schulz et Barbier, 1997). En dépit de leur grande renommée, ces contrats restent toutefois assez rares et n'ont généralement pas permis d'obtenir des taux de rentabilité compétitifs (Barbier et Aylward, 1996 ; Simpson *et al.*, 1996 ; Pearce *et al.*, 1999).

D'autres marchés permettent indirectement de conserver la biodiversité, alors qu'ils n'ont aucune relation avec ce domaine. La Convention-cadre des Nations-unies sur les changements climatiques favorise la coopération en créant des « mécanismes projet » (mise en œuvre conjointe et mécanisme de développement propre) s'appuyant sur l'émission de crédits de carbone. Ces dispositions permettent à un pays à haut revenu de remplir ses objectifs d'émission de

carbone en investissant dans la réduction des émissions de carbone ou dans la fixation de celui-ci dans un autre pays. Le pays à revenu élevé bénéficie de coûts moindres dans les pays à faible revenu et le partenaire moins développé profite du surcroît d'investissement. La plupart de ces projets font appel à l'amélioration des rendements énergétiques et à des investissements dans les énergies renouvelables ou dans le remplacement des hydrocarbures. Certains donnent également lieu à une protection des forêts et à des reboisements (Barbier et Perrings, 2001). Toutefois, le rapport entre ces projets mis en œuvre conjointement et la conservation de la biodiversité est faible : jusqu'en 1999, seuls 8 projets sur 74 comportaient un volet de reboisement, de protection des forêts ou de remise en état du milieu forestier. Les reboisements et les restaurations du milieu n'ayant que peu de lien avec la conservation de la biodiversité, les mises en œuvre conjointes ont des bénéfices limités pour cette dernière.

Bien que, dans certains cas, les contrats de bioprospection puissent améliorer le revenu généré par la conservation locale de la biodiversité, ils ne sont en aucun cas une solution miracle à l'érosion de la biodiversité. Ils n'ont aucun effet sur les extinctions dues à la reconversion des zones refuges par des paysans sans ressources et ne prennent pas en considération le problème incontournable de l'effondrement de la biodiversité dans les écosystèmes aménagés.

Il existe toutefois des marchés émergents beaucoup plus prometteurs pour la conservation de la biodiversité. Il s'agit de marchés des bénéfices externes (qui n'ont pas encore été internalisés par le marché) générés par les espaces protégés. Nombre de réserves sont localisées et organisées en fonction des possibilités offertes par l'écotourisme et par l'exploitation de la faune sauvage pour les loisirs ou la vente. Le regroupement géographique fréquemment observé de réserves naturelles, d'aires de protection de la faune et de domaines de chasse, ou encore, dans les systèmes aquatiques, de réserves marines et de zones de pêche, souligne la double fonction de l'espace protégé : la conservation ; la mise à disposition d'un réservoir pour les espèces exploitées. Grâce aux revenus de l'écotourisme dans les réserves et des activités de chasse et de cueillette dans les secteurs limitrophes, le regroupement permet de financer

la protection. En effet, dans bien des cas, les bénéfices potentiels que la protection pourrait apporter à l'exploitation commerciale des espèces protégées constituent la motivation expresse pour l'instauration d'espaces protégés (Roberts, 2000). De même, les réserves sont souvent mises à profit pour sauvegarder les ressources en eau. Dans ce cas, les aires protégées sont délimitées en fonction de critères hydrologiques plutôt qu'écologiques, mais le principe reste inchangé : les revenus tirés de la vente de l'eau financent la protection. Dans ces deux cas, se pose la question de la superficie et du positionnement optimaux des espaces protégés lorsque les externalités sont prises en compte.

Que faut-il donc faire ? Protéger la biodiversité en tant que bien public mondial requiert une triple action. Tout d'abord, restructurer la stratégie des aires protégées afin de renforcer l'intérêt des populations locales. Ensuite, faciliter le développement de marchés nationaux et internationaux pour les bénéfices externes induits par la conservation de la biodiversité à l'échelle locale. Etendre, enfin, le mandat du Fem pour veiller au partage équitable des bénéfices générés par la conservation de la biodiversité à l'échelle planétaire. Ces mesures seront maintenant considérées l'une après l'autre.

La stratégie des aires protégées

Les réserves de grande taille situées dans les zones où la biodiversité est riche demeureront incontestablement au programme de la stratégie internationale de conservation de la biodiversité. Cependant, les grands espaces protégés ne sauront seuls régler la question de l'effondrement de la biodiversité, que ce soit sur le plan local ou mondial. De solides arguments existent en faveur d'un système complémentaire fondé sur une multiplicité de petites aires protégées. Un tel dispositif permettrait, d'une part, de mieux prendre en considération les variations le long des gradients environnementaux et, d'autre part, de mieux répondre aux besoins de l'agriculture, de la foresterie et de la pêche en matière de conservation locale. Le système dispersé se rapproche des pratiques des sociétés traditionnelles. Des données provenant des Etats montagneux du nord-est de l'Inde indiquent ainsi que la superficie des

espaces protégés en tant que bois ou bassins sacrés ne totalisait pas moins des 10 % proposés à Caracas, mais que, en revanche, ces zones étaient beaucoup plus dispersées (Gadgil *et al.*, 1997). A notre avis, une stratégie de conservation de ce type, décentralisée et donc plus participative, en complément de la stratégie actuellement privilégiée du « *big is beautiful* », serait également à même de mieux répondre aux besoins des sociétés modernes en matière de conservation.

Protéger quelques grandes îles accueillant une large biodiversité reconnue mondialement au milieu d'un océan de paysages devenus homogènes et peu diversifiés ne permet pas d'assurer une utilisation durable et équitable de la biodiversité. Il est ici nécessaire d'aborder le problème sur deux fronts. Comme bien public mondial, la biodiversité doit être préservée au sein d'un système de refuges de taille convenable et dispersés dans l'espace. Et, comme bien public local, il faut protéger le niveau de biodiversité compatible avec l'exploitation des forêts, des étendues aquatiques et des écosystèmes pastoraux et agricoles. Juxtaposer les espaces protégés et les espaces de production constitue peut-être le meilleur moyen d'y parvenir.

Créer des marchés des services globaux fournis par la conservation de la biodiversité locale

Parce que la conservation produit d'autres bénéfices externes à l'échelle locale, il est possible d'envisager de créer des marchés associés à une juxtaposition d'espaces protégés et productifs. Lorsque les populations locales perçoivent les bénéfices de la conservation, les coûts de la protection pourraient être couverts par la progression des revenus liés à la production. Cela implique d'agir sur les structures locales chargées de la fiscalité et de la fixation des prix. Dans le cas de la protection d'un bassin hydrographique, si les populations locales en retirent effectivement des avantages considérables, les principaux bénéficiaires en sont bien souvent des utilisateurs situés en aval. Non seulement, ces derniers sont préservés des crues, mais ils disposent d'une eau de meilleure qualité et en quantité plus importante que si aucune protection n'avait été instaurée. La valeur des forêts en tant que zone d'alimentation d'un bassin hydrogra-

phique devrait intervenir dans le prix de l'eau ou de l'irrigation. Une redevance ou une taxe pour la protection du bassin pourrait être instituée à cet effet. Le revenu issu de ces droits devrait alors revenir aux autorités locales chargées de la protection du massif forestier⁸. Dans des pays tels que le Costa Rica, le Salvador, Sri Lanka, le Vietnam et le Laos, dont la dépendance vis-à-vis de l'énergie hydraulique est importante, la fonction de protection du bassin d'alimentation pourrait figurer sur les factures d'électricité.

Les réformes institutionnelles

L'Union européenne applique le principe de subsidiarité à la gestion des ressources environnementales. Ce principe suppose que les problèmes écologiques soient abordés à l'échelle des incidences environnementales. Dans le cas de biens publics écologiques, il est donc nécessaire que la compétence de l'autorité chargée de la régulation et de la distribution corresponde au rayon d'action spatial et temporel du bien en question. En ce qui concerne les biens publics écologiques les plus localisés, l'échelle optimale de gouvernance peut être celle de la répartition géographique des droits d'accès traditionnels. Reconnaître officiellement ces droits peut être intéressant pour remettre sur pied des pouvoirs publics locaux qui seraient habilités à réguler l'accès à ces biens publics. Les *Joint Forest Management Committee* (comités mixtes de gestion forestières), en Inde, en constituent un exemple pratique.

Les comités de gestion

Sur le plan international, la responsabilité en matière de conservation de la diversité génétique est actuellement assumée par une série d'organismes des Nations unies : le Pnue, la FAO, l'OMC, l'Ompi, l'Unesco, ainsi que par des accords multilatéraux spécifiques, notamment la CDB. En attendant la création d'une organisation mondiale de l'environnement, il pourrait s'avérer intéressant d'examiner la recommandation du World Heritage Action Trust de constituer un Conseil consultatif des Nations unies sur la biodiversité et la sécurité alimentaire. Cet organe pourrait avoir pour mandat de favoriser le développement d'initiatives éma-

nant d'organisations des Nations unies ou d'autres institutions, et de jouer un rôle de médiateur pour aplanir les divergences. (WHAT, 2000). Un tel conseil serait surtout à même d'analyser les besoins institutionnels pour concevoir une stratégie de conservation de la biodiversité en dehors des réserves, notamment dans les agroécosystèmes.

Nous avons fait valoir que la conservation de la biodiversité constitue un bien public multidimensionnel. La biodiversité fournit des services écologiques à plusieurs échelles dans le temps et dans l'espace, ce qui a des implications sur la manière de préserver la biodiversité et sur la répartition des bénéfices issus de la conservation. Il existe à l'heure actuelle des obstacles réels au partage équitable des bénéfices internationaux. Le principe du Fem en matière de coût incrémental suppose que les Etats reçoivent une compensation quand ils contribuent à préserver un bien public mondial.

Mais la structure des marchés mondiaux et les règles qui régissent le commerce et les investissements internationaux sont telles qu'un partage équitable des bénéfices ne peut plus être garanti dès lors que les transactions s'opèrent en-dehors des projets financés par le Fem. La solution n'est pas nécessairement de restreindre ces marchés. Nous avons vu en effet qu'il existe des marchés potentiels pour les bénéfices externes de la conservation locale de la biodiversité. Mais si les populations locales doivent être indemnisées pour la conservation des agroécosystèmes quand celle-ci produit des bénéfices de portée mondiale, alors le mandat du Fem doit être étendu en conséquence. Derrière le projet d'une organisation mondiale de l'environnement se profile l'idée d'instaurer un mécanisme qui permettrait d'internaliser les externalités environnementales à l'échelle planétaire. En attendant sa création, les pays en développement ont un intérêt certain – en plus d'excellentes raisons – à voir s'élargir le domaine de compétence du Fem.

Bien entendu, cela suppose également que les priorités du Fem en matière de financement soient ré-examinées. L'importance accordée par le passé à la protection des refuges commence déjà à être relativisée, car beaucoup de projets de conservation et de développement mis en œuvre

en dehors des réserves produisent des effets positifs sur la protection de la biodiversité dans les réserves. Un Fem financièrement renforcé serait à même de seconder la CDB et l'Engagement international de la FAO, en traitant directement la question des coûts incrémentaux de la conservation de la biodiversité dans les agroécosystèmes. Les petits agriculteurs, dépositaires de la biodiversité agricole, en seraient alors les premiers bénéficiaires. Une telle action serait conforme à la reconnaissance du droit des agriculteurs prévu dans l'Engagement international de la FAO et au partage équitable des bénéfices prévu par la Convention sur la diversité biologique. Elle se ferait par ailleurs – et surtout – l'écho de l'inquiétude sincère des populations des pays en développement, face à l'appauvrissement spécifique des systèmes de production locaux, et tout particulièrement l'érosion de la diversité génétique intraspécifique des plantes cultivées, qui a été systématiquement sous-estimée par la stratégie de conservation menée à l'échelle mondiale.

1. Consulter Posey (1999) pour des exemples tirés de plusieurs sociétés « indigènes ».
2. De manière formelle, le problème auquel est confrontée la i^e communauté est de la forme générale :

$$\text{Max}_{x^i, y^i} V^i = V^i(x^i, y^i, Y)$$

Cela signifie que la i^e communauté tire des bénéfices directement de son propre effort de conservation, y^i , et profite également des bénéfices de portée planétaire qui sont le résultat de sa contribution à l'effort de conservation général, Y .

Barbier et Perrings (2001) ont présenté de la façon suivante le problème qui se pose à la i^e communauté :

$$\text{Max}_{x^i, y^i} V^i(.) = V^i(x^i, y^i, C(Y, Z) | x^i + p y^i = I^i)$$

où $C(Y, Z)$ est une fonction de conservation, qui croît avec le bien public mondial (le niveau de biodiversité), Y , $C_Y > 0$, et les ressources consenties en faveur de la conservation, Z , $C_Z > 0$. Si l'ensemble des communautés refusent de coopérer, le bien-être de la i^e communauté sera maximal lorsque :

$$\frac{V_{Y^i}^i}{V_{x^i}^i} = p - \frac{c}{V_{x^i}^i} C_{y^i}$$

Tandis que le bien-être de la communauté globale requiert que :

$$\frac{V^i_Y}{V^i_{x^i}} = p \cdot \sum_i \frac{V^i_c}{V^i_{x^i}} C_Y$$

Les termes supplémentaires qui apparaissent ici représentent les bénéfices de la conservation que la i^e communauté procure aux autres. Si l'on appelle w le « coût » de la conservation, le niveau de conservation optimal à l'échelon planétaire devra satisfaire :

$$\frac{V^i_Y}{V^i_{x^i}} = p \cdot w \frac{C_Y}{Y_Z}$$

3. Ces modalités sont à leur tour fonction de la nature du bien public en question. Dans le cas de la lutte contre les invasions biologiques – un bien public « nivelé par le bas » – une politique nationale en matière de quarantaine contre les agents pathogènes envahissants permet de réduire les risques pour tous les individus du pays concerné. Les bénéfices de la quarantaine ne sont ni en concurrence, ni exclusifs les uns des autres. Si la politique de quarantaine profite à un individu, cela ne modifie en rien le coût de la quarantaine et ne réduit pas non plus les avantages qu'elle pourra présenter pour les autres individus. Toutefois, le degré de protection offert à la communauté dans son ensemble dépend du degré de protection atteint au sein de l'établissement de quarantaine le moins performant. Si une seule installation faillit à sa mission d'identifier et d'exclure un agent pathogène envahissant, tous les individus sont menacés, et ce, même si toutes les autres installations sont irréprochables. Les mesures de conservation génétique *ex situ*, en revanche, constituent un bien public « nivelé par le haut » : ici, le refus d'engagement n'impose aucun coût à la société.

4. Reflétée de façon formelle dans la concavité de la fonction d'utilité de Von Neumann-Morgenstern pour les communautés.

5. En particulier, si Q est la production commercialisée d'une activité économique et qu'elle dépend, d'une part, d'une gamme d'intrants commercialisés $x = x_p, \dots, x_n$ (capital, travail, matériaux, etc.) et, d'autre part, d'une ressource naturelle R , qui dépend elle-même d'une série d'espèces $s = s_p, \dots, s_m$, alors il est possible d'écrire la fonction de production suivante :

$$Q = Q(x_p, \dots, x_n, R(s_p, \dots, s_m))$$

Si P représente la valeur de Q , alors la valeur de la i^e espèce, s_i , correspond à la valeur de l'impact marginal de cette espèce : $PdQ/dR \cdot dR/ds_i$. Si une variation de l'abondance de cette i^e espèce a des répercussions sur l'abondance d'autres espèces de la communauté, alors la valeur de la i^e espèce s_i est $PdQ/dR(dR/ds_i + dR/ds_j \cdot ds_j/ds_i)$. Elle comprend ainsi à la fois les impacts directs et indirects d'une variation de l'abondance de s_i .

6. L'évaluation déjà ancienne des fonctions du bassin versant hydrographique dans la baie de Bacuit, Palawan, Philippines (Hodgson et Dixon, 1988) constitue ici une exception. Cette étude s'est penchée sur les effets à distance de la détérioration forestière, en particulier les conséquences de l'exploitation du bois sur la sédimentation, qui influence à son tour le couvert corallien, la diversité corallienne, le tourisme en mer et la production halieutique dans la baie. D'après les résultats, un dépôt annuel de 100 millions de tonnes de sédiment par kilomètre carré s'est traduit par la disparition d'une espèce de corail par an – extinctions corrélées par ailleurs avec une réduction de 0,8 % de la biomasse ichtyologique. Les 400 millions de tonnes annuels de dépôt sédimentaire par kilomètre carré seraient à l'origine d'une diminution de 2,4 % de cette biomasse.

7. Parce que sa démarche est fondée sur l'imposition d'interdictions plutôt que sur la réglementation, la Cites a obtenu des résultats mitigés. Le dispositif de 1989 interdisant le commerce de l'ivoire illustre les difficultés que présente cette formule. Avant sa mise en place, la population d'éléphants d'Afrique avait globalement diminué de façon significative, mais était en augmentation dans un certain nombre de pays du sud de l'Afrique. Ces pays s'étaient appuyés sur les revenus du commerce de l'ivoire pour investir dans la protection et la gestion des éléphants, combattre le braconnage et indemniser les communautés locales pour les dégâts occasionnés par ces animaux. L'interdiction a eu pour effet de faire passer le commerce dans la clandestinité, de réduire les investissements en faveur de la préservation de l'espèce, de limiter les actions de lutte contre le braconnage et de restreindre les indemnités. Confrontée à ces effets négatifs, la Cites a délaissé cette approche prohibitive pour tendre vers un système de régulation du commerce des produits à base d'ivoire. Dans la majeure partie des cas, cependant, la Convention, plutôt que d'opter pour la régulation, continue à privilégier l'imposition d'interdictions (Barbier et Perrings, 2001).

8. Le système de Dunoga Bone qui, à Sulawesi, en Indonésie, combine un parc national avec un dispositif d'irrigation, montre de quelle manière des droits d'alimentation en eau peuvent servir de mécanisme financier pour préserver la biodiversité.

Bibliographie

- Barbier E.B., and Perrings C. 2001. *The Economics of Biodiversity Conservation in Agroecosystems*, Working Paper, University of York.
- Barbier E.B., Burgess, J.C. and Folke, C. 1994. *Paradise Lost? The ecological economics of biodiversity*, Earthscan.
- Barbier, E.B. 1997. *Introduction to the Environmental Kuznets Curve Special Issue*. Environment and Development Economics 2(4): 369-382.
- Barbier, E.B. and Aylward, B.A., 1996. *Capturing the Pharmaceutical Value of Biodiversity in a Developing Country*, Environmental and Resource Economics 8(2):157-191.
- Barrett S. 1994. *The Biodiversity Supergame*, Environmental and Resource Economics 4(1): 111-122.
- Barrett S. 2000. *Trade and the environment: local versus multilateral reforms*, Environment and Development Economics 5(4): 349-360.
- Brown, K. and Pearce, D.W. 1994. *The economic value of non-marketed benefits of tropical forests: carbon storage*. In Weiss, J. (ed.) *The Economics of Project Appraisal and the Environment*, Edward Elgar, London: 102-123.
- Cervigni R. 2001. *Biodiversity in the Balance*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Cole M.A., Rayner A.J. and Bates J.M. 1997. *The Environmental Kuznets Curve: an empirical analysis*, Environment and Development Economics 2(4): 401-416.
- Common, M.S. and Perrings, C. 1992. *Towards an ecological economics of sustainability*, Ecological Economics 6: 7-34.
- Conway G. R. 1993. *Sustainable agriculture: the trade-offs with productivity, stability and equitability*, in Barbier E. B. (ed.) *Economics and Ecology : New Frontiers and Sustainable Development*, Chapman and Hall, London.
- Copeland B. R. 2000. *Trade and environment: policy linkages*, Environment and Development Economics 5(4): 405-432.
- Daily, G. (ed.) 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Systems*. Island Press, Washington D.C.

- Ehrlich, P.R. and Wilson, E.O. 1991. *Biodiversity Studies: Science and Policy*. Science 253:758-762.
- Fankhauser, S. 1995. *Valuing climate change: the economics of the greenhouse*, Earthscan, London.
- Gadgil M. 1996. *Managing biodiversity*. In K.J. Gaston (ed.) *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*, pp.345-365, Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Gadgil M. 1998. *Conservation: Where are the people? The Hindu: Survey of the Environment*, '98. 102-137.
- Gadgil M. and Guha R. 1995. *Ecology and Equity: Use and Abuse of Nature in Contemporary India*, Routledge, London.
- Gadgil, M., Berkes, F. and Folke, C. 1993. *Indigenous knowledge for biodiversity Conservation*. *Ambio*, XXII (2-3), 151-155.
- Gadgil, M., Hemam, N.S., and Reddy, B.M. 1997. *People, refugia and resilience*, pp. 30-47. In : C. Folke and F. Berkes (ed.) *Linking Social and Ecological System*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Gatto E. 2001.
- Heywood, V. ed. 1995. *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hodgson, G. and Dixon, J. 1988. *Measuring Economic Losses Due to Sediment Pollution: Logging Versus Tourism and Fisheries*. *Tropical Coastal Area Management*, 5-8.
- Holling C. S. 1973. *Resilience and stability of ecological systems*, *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1-23.
- Jaffe A.B., Peterson S.R., Portney P.R. and Stavins R.N. 1995. *Environmental regulation and the competitiveness of US manufacturing: What does the evidence tell us?* *Journal of Economic Literature* 33: 132-163.
- Kramer, R.A., Sharma, N., Shyamsunder, P. and Munasinghe, M. 1994. *Cost and Compensation Issues in Protecting Tropical Rainforests: Case Study of Madagascar*. Environment Department Working Paper, World Bank.
- Levin S.A., Barrett S., Aniyar S., Baumol W., Bliss C., Bolin B., Dasgupta P., Ehrlich P., Folke C., Gren I.-M., Holling C.S., Jansson A.-M., Jansson B.-O., Miffler K.-G., Martin D., Perrings C., Sheshinski E. 1998. *Resilience in natural and socioeconomic systems*, *Environment and Development Economics* 3(2): 222-234.
- Levinson A. 1996. *Environmental regulations and industry location: international and domestic evidence*, in Bhagwati J. and Hudec R. (eds) *Fair Trade and Harmonization: Prerequisites for Free Trade?* Vol 1, Cambridge MA, MIT Press.
- Lovejoy, T.E. 1980. *A Projection of Species Extinction*. In G.O. Barney (ed.) *The Global 2000 Report to the President. Entering the Twenty-First Century*, Vol. 2. Council on Environmental Quality, US Government Printing Office, Washington DC.

- Mäler, K-G. 1974. *Environmental Economics: A Theoretical Enquiry*. Blackwell, Oxford.
- May, R.M. 1972. *Will a large complex system be stable*, Nature 238: 413-414.
- Munasinghe, M. 1993. *Environmental Economics and Biodiversity Management in Developing Countries*. Ambio 22 (2-3): 126-135.
- Myers, N. 1979. *The Sinking Ark: A New Look at the Problem of Disappearing Species*. Pergamon Press, Oxford.
- Panayotou, T. 1995. *Environmental degradation at different stages of economic development*, in Ahmed, I. and Doelman J.A. *Beyond Rio: The Environmental Crisis and Sustainable Livelihoods in the Third World*, Macmillan, London: 13-36.
- Pearce, D.W. 1998. *Economics and Environment: Essays on Ecological Economics and Sustainable Development*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Pearce, D.W. and Moran, D. 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London.
- Pearce, D.W., Moran, D. and Krug, W. 1999. *The Global Value of Biological Diversity: A Report to UNEP*. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London, London.
- Perrings C., Folke C. and Mäler K.G. 1992. *The Ecology and Economics of Biodiversity Loss: the research agenda*, Ambio 21(3): 201-111.
- Perrings C. 1995. *Biodiversity Conservation as Insurance*. In: Swanson, T. (ed) *Economics and Ecology of Biodiversity Decline*. Cambridge, Cambridge University Press: 69-77.
- Perrings C. 2001. *The Economics of Biodiversity Loss and Agricultural Development in Low Income Countries*. In Lee D.R. and Barret C.B. eds. *Tradeoffs or Synergies? Agricultural Intensification, Economic Development and the Environment*, CAB International, Wallingford: 57-72.
- Posey D. (ed) 1999. *Cultural and Spiritual Values of Biodiversity*, Intermediate Technology Publications for UNEP, London.
- Prakash T.N. and Pearce D.W. 2001.
- Raven, P.H. 1988. *On Diminishing Tropical Forests*. In E.O. Wilson (ed.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC.
- Reid, W.V. and Miller, K.R. 1989. *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. World Resources Institute, Washington DC.
- Robert C. 2000.
- Runge C.F. 2001 *A Global Environment Organization (GEO) and the World Trading System: Prospects and Problems*, Working Paper WP01-1, Center for International Food and Agricultural Policy, University of Minnesota, St Paul MN.

- Sandler T. 1997. *Global Challenges*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Sandler T. 1999. *Intergenerational public goods: strategies, efficiency and institutions*, in Kaul I., Grunberg I. and Stern M.A. (eds) *Global Public Goods*, Oxford University Press for UNDP, Oxford.
- Schulz, C-E. and Barbier, E.B. 1997. *Trade for Nature*. FEEM Working Paper Series ENV80.97. Fondazione Eni Enrico Mattei, Milan, Italy.
- Simberloff, D. 1986. *Are We on the Verge of A Mass Extinction in Tropical Rain Forests?* In D.K. Elliott (ed.) *Dynamics of Extinction*. John Wiley, New York.
- Simpson, D., Sedjo, R. and Reid, J. 1996. *Valuing Biodiversity for Use in Pharmaceutical Research*. *Journal of Political Economy* 104(1):163-185.
- Smith, V.K. 1991. *Household production functions and environmental benefit estimation*. In Braden, J.B. and Kolstad, C.D. (eds.) *Measuring The Demand for Environmental Quality*. North Holland, Amsterdam, 41-76.
- Swanson, T. (ed.) 1995. *The Economics and Ecology of Biodiversity Decline*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Swanson, T. 1992. *Economics of a biodiversity convention*. *Ambio*, 21 (3), 250-257.
- United Nations Environmental Programme (UNEP). 1999. *Global Environmental Outlook*, Earthscan, London.
- Whalley J. and Zissimos B. 2000. *Trade and environment linkage and a possible World Environment Organization*, *Environment and Development Economics* 5(4): 510-516.
- Wheeler D. 2000. *Racing to the Bottom? Foreign Investment and Air Quality in Developing Countries*, Washington DC, Development Research Group, World Bank.
- World Conservation Monitoring Centre (WCMC). 1992. *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*. Chapman and Hall, London.
- World Heritage Action Trust (WHAT), 2000. *Governance for a Sustainable Future*, WHAT, London.

